

Finanzierung einer klimafreundlichen Bodennutzung – Zentrale Aspekte

Bestimmung des Gehalts an organisch gebundenem Kohlenstoff im Boden (SOC) und dessen Veränderung im Laufe der Zeit¹

1 Hintergrund

Definition: Die Bestimmung des Gehalts an organisch gebundenem Kohlenstoff im Boden (engl.: Soil Organic Carbon - SOC)² zielt darauf ab, die gegenwärtige Menge und die zeitliche Veränderung des SOC im Boden eines bestimmten Gebiets zu quantifizieren.

Bedeutung: Die Kenntnis des Bodenkohlenstoffgehalts und seiner räumlichen und zeitlichen Veränderungen ist entscheidend, um die Wirksamkeit klimafreundlicher Bodenbewirtschaftungsmethoden bestimmen zu können.

Relevanz: Die Bestimmung des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs im Boden und seiner Veränderung im Laufe der Zeit zeigt das Potenzial eines Bodens und einer Bewirtschaftungsmethode, eine Kohlenstoffs Senke zu sein, d. h. ein Potenzial zur Kohlenstoffsequestrierung zu haben, oder eher eine Quelle von CO₂-Emissionen zu sein. Die Möglichkeit, die Kohlenstoffspeicherung des Bodens (und jede Veränderung) zu bestimmen, ist eine Voraussetzung für jeden ergebnisorientierten Finanzierungsmechanismus³. Dies ist besonders wichtig für Kompensationsmechanismen⁴, da jede Ungenauigkeit zu Zertifikaten geringer Qualität führen kann, die, wenn sie von anderen Sektoren genutzt werden, zu mehr Treibhausgasemissionen in der Atmosphäre führen.

2 Zentrale Themen

Die Bestimmung des Bodenkohlenstoffs und der Bodenkohlenstoffsequestrierung, d. h. der Veränderung des Kohlenstoffgehalts im Laufe der Zeit, ist mit folgenden Herausforderungen verbunden:

- ▶ **Langsame Kohlenstoffbindungsraten im Boden:** Die Sequestrierung stellt die Differenz des Kohlenstoffgehalts im Laufe der Zeit dar und wird in der Regel als Sequestrierungsrate in Tonnen pro Hektar und Jahr angegeben. Die Sequestrierung kann sich über lange Zeiträume erstrecken, z. B. mehr als 25 Jahre bei Änderungen der Fruchtfolge und mehr als 30 Jahre bei Grünland (West und Six 2007). Die Sequestrierungsraten können je nach Standort und Bewirtschaftungsmaßnahmen sehr unterschiedlich sein. So kann die

¹ Dieses Factsheet wurde auch im Rahmen des UBA-Berichts "Funding climate-friendly soil management" veröffentlicht, der in englischer Sprache unter <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/Funding-climate-friendly-soil-management> abrufbar ist.

² Eine Tonne Kohlenstoff entspricht 3,7 Tonnen Kohlendioxid, d. h. 0,27 t C = 1 t CO₂e.

³ Bei ergebnisorientierten Zahlungsansätzen wird eine Zahlung von der Erreichung und Überprüfung eines Minderungsergebnisses (oder eines anderen Umweltergebnisses) abhängig gemacht.

⁴ Bei Offsetting-Ansätzen verwendet der Käufer die Zertifikate für Minderungsergebnisse als Ersatz für Vermeidungs- oder Minderungsaktivitäten innerhalb der Wertschöpfungskette in seinem eigenen Bereich und rechnet sie auf sein eigenes (freiwilliges) Klimaziel an.

Kohlenstoffbindung eines degradierten Bodens viel höher sein als die eines Bodens nahe der Sättigung, da degradierte Böden ein höheres Potenzial haben geringe Kohlenstoffeinträge aufzunehmen und zu speichern, während Böden nahe der Sättigung große zusätzliche Einträge benötigen, um zusätzlichen Kohlenstoff zu speichern. Kohlenstoffreiche Böden nahe der Sättigung sind auch stärker der Mineralisierung und dem Verlust von Kohlenstoff ausgesetzt, da die mikrobielle Aktivität in fruchtbaren Böden größer ist. Selbst wenn ein Sättigungsgrad erreicht ist, kann potenziell zusätzlicher Kohlenstoff durch weitere Änderungen der Bewirtschaftung, z. B. zusätzliche Einträge oder die Umstellung auf reduzierte Bodenbearbeitung, gebunden werden, bis die C-Speicherfähigkeit des Bodens ihr maximales Sättigungsniveau erreicht (West und Six 2007).

- ▶ **Geringes Signal-Rausch-Verhältnis:** Relativ geringe Veränderungen des SOC im Laufe der Zeit (im Vergleich zum Anfangsgehalt) oder eine große **Heterogenität des Bodens** in verschiedenen Gebieten können zu einer hohen Varianz bei der Messung des Kohlenstoffgehalts führen. Wenn diese Abweichung nahe bei oder größer als die erwartete SOC-Erhöhung durch die angewandten Maßnahmen ist, ist die Messung sehr schwierig.
- ▶ **Bedarf an standardisierten Verfahren,** die wichtig sind, um Vergleiche zwischen verschiedenen Standorten und Bewirtschaftungsmethoden zu ermöglichen. Dazu gehören standardisierte Probenentnahmeverfahren und Laboranalysen.
- ▶ **Andere Treibhausgase:** Die Bestimmung des Bodenkohlenstoffs gibt keine direkte Auskunft über die Emissionen anderer Treibhausgase, z. B. Lachgas, die ebenfalls durch klimafreundliche Bodenmaßnahmen beeinflusst werden können.

Bodenprobenentnahme und Laboranalyse

Der Kohlenstoffgehalt des Bodens wird klassischerweise durch die Entnahme von Bodenproben und Laboranalyse nach einer Standardmethode bestimmt. Der am weitesten verbreitete Ansatz ist die Bestimmung des Kohlenstoffgehalts durch Trockenverbrennung in einem Elementaranalysator (Smith et al. 2019). Das gesamte Verfahren einschließlich Probenentnahme, Probenaufbereitung und Analyse erfordert aufgrund der Heterogenität des Bodens eine hohe Anzahl von Proben; außerdem muss die Schüttdichte des Bodens berechnet werden (Smith et al. 2019). Um Kohlenstoffveränderungen im Boden zu berücksichtigen, müssen wiederholte Messungen auf derselben Fläche durchgeführt werden, d. h. vor der Umsetzung von Maßnahmen muss eine Probenentnahme erfolgen, die dann in regelmäßigen Abständen wiederholt werden muss, um zu messen, wie sich der Bodenkohlenstoff durch die Umsetzung der Maßnahmen verändert hat.

Zentrale Fragen im Zusammenhang mit der Entnahme und Messung von Bodenproben:

- ▶ **Anzahl der Proben:** Die Gesamtzahl der Bodenproben zur Bestimmung eines Gebiets hängt vom Standort und der Heterogenität der Landschaft, der Landnutzung, der Bewirtschaftung und den unterschiedlichen Landnutzungsarten über die Zeit ab. Um die Veränderung des Bodenkohlenstoffgehalts aufgrund einer Maßnahme zu berechnen, muss die Probenentnahme nach einer bestimmten Zeit (z. B. nach fünf Jahren) wiederholt werden.
- ▶ **Messtiefe:** Die Bestimmung des Bodenkohlenstoffs sowohl durch Probenentnahme als auch durch Bodenspektroskopie ist häufig auf den Oberboden (30 cm) beschränkt. Dabei werden

die Verlagerung von Kohlenstoff in tiefere Bodenschichten, z. B. durch tief wurzelnde Pflanzen, und die langfristige Speicherung in der Tiefe nicht berücksichtigt. Die Beprobung in mehreren Tiefen erhöht die Zahl der erforderlichen Proben. Kohlenstoffvorräte in tiefen Bodenschichten (> 60 cm) sind auch nach einer Änderung der Landnutzung stabiler (Guo und Gifford 2002). Solange die mikrobielle Aktivität und die Kohlenstoffaufnahme nicht durch frisches organisches Material oder Bodenmischungsvorgänge in der Tiefe verstärkt werden, ist es gerechtfertigt, die Überwachung auf flachere Schichten zu beschränken (Fontaine et al. 2007).

- ▶ **Boden- und feldspezifische Probleme bei der Probenentnahme:** Die Probenentnahme kann schwierig sein, wenn der Boden steinig ist oder einen hohen Tongehalt hat und trocken ist. Bei geeigneten Feldbedingungen (aktuelle Bewirtschaftung, Topografie) kann ein (halb-)mechanisches Gerät für die Probenentnahme (z. B. ein an einen Traktor angehängter Nietfeld-Probennehmer oder eine mit einem Presslufthammer verwendete Rammkernsonde) die Probenentnahme in tiefen Bodenschichten (> 50 cm) erleichtern. Die manuelle Probenentnahme ist wegen der Kosten für die Maschinen und der Bodenverdichtung immer noch die Methode der Wahl.
- ▶ **Arbeitsaufwand und Kosten der Bodenprobenentnahme:** Die Bestimmung des SOC-Gehalts ist arbeits- und kostenintensiv, da, wie oben beschrieben, eine große Anzahl von Proben über den Raum (Fläche und Tiefe) und die Zeit (Sequestrierung) verteilt genommen werden muss, hinzu kommen die Kosten für Laboranalysen.

Messungen im Feld

Als alternativer Ansatz wurden Messungen im Feld als tragbare, schnelle, präzise und kostengünstige Alternative zur Laboranalyse (Trockenverbrennung) entwickelt. Für die Kalibrierung sind zwar einige physische Bodenproben erforderlich, aber die Zahl der Bodenprobenanalysen im Labor wird erheblich reduziert. Der Nachteil besteht jedoch in einer geringeren Genauigkeit als bei Labormethoden, obwohl die Auflösung über ein Feld aufgrund der geringeren Kosten viel höher ist (Izaurrealde et al. 2013). Die Tiefe der Bodenuntersuchung ist in der Regel begrenzt, z. B. auf 30 oder 50 cm.

Modellierung

Kohlenstoffvorräte und -veränderungen im Boden können auch modelliert werden. Die meisten gängigen SOC-Modelle sind Kompartimentmodelle, die verschiedene mathematische Funktionen zur Simulation der SOC-Aufnahme verwenden (Parton et al. 2015). Eine kosteneffiziente Alternative kann darin bestehen, den Kohlenstoffgehalt in einem Gebiet zu modellieren, indem einige kostengünstige oder bereits verfügbare Daten zu diesem Gebiet verwendet werden und auf der Grundlage von Emissionsfaktoren und anderen Daten aus ähnlichen Gebieten interpoliert werden; dafür sind jedoch vorhandene Daten erforderlich, und die Methode ist im Vergleich zu Bodenprobenmessungen weniger genau und solide (Smith et al. 2019).

Technische Entwicklungen

In den letzten Jahren haben verschiedene Unternehmen Geräte für Messungen im Feld entwickelt, die auf Sensortechniken basieren, deren Genauigkeit und Kosten noch untersucht werden. Dazu gehören zum Beispiel spatennähnliche Geräte mit einem Sensor am Ende, der nur wenige Zentimeter in den Boden gestoßen wird, und die Messwerte werden dann direkt in Bodenparameter, u. a. SOC und Nährstoffe, sowie bodenphysikalische Parameter oder solche zur

Bodenstruktur, übertragen.⁵ Andere Beispiele sind sensorgestützte Geräte, die an landwirtschaftlichen Maschinen befestigt werden und die vom Boden ausgesandte Gammastrahlung aufspüren, die bei entsprechender Kalibrierung möglicherweise Informationen über den SOC-Gehalt liefern kann, es ist jedoch unklar, ob dies aktuell wissenschaftlich untersucht wird.

- In Zukunft könnten Satelliten- und Fernerkundungsdaten die Überwachung des Bodenkohlenstoffs unterstützen, die derzeitigen EU Copernicus Sentinel-Satellitendaten reichen dazu jedoch noch nicht aus. Die Auflösung der aktuellen Satellitenbilder ist zu gering (wöchentliche Daten im 10-Meter-Maßstab), um die meisten klimafreundlichen Bodenbewirtschaftungsaktivitäten zu erfassen, möglicherweise mit Ausnahme von Landnutzungsänderungen (z. B. Agroforstwirtschaft) und der Bodenbedeckung im Jahresverlauf. Allerdings müssten alle Satellitenüberwachungsdaten durch Feldvergleiche am Boden überprüft werden.

3 Beispiele

Bei der silvoarablen Agroforstwirtschaft handelt es sich um ein System, bei dem mehrjährige Gehölze wie Bäume oder Hecken und landwirtschaftliche Nutzpflanzen auf derselben Anbaufläche angebaut werden. Solche Systeme stellen aufgrund ihrer strukturellen Heterogenität mit dauerhaften Baumreihen innerhalb der Anbauflächen zusätzlich zur natürlichen Bodenheterogenität und Topografie eine große Herausforderung für die SOC-Bestimmung dar. Dauerhafte Baumreihen haben eine höhere Sequestrierungsrate als Ackerland, und die Baumreihen können auch die angrenzenden Ackerstreifen beeinflussen (Golicz et al. 2021). Die Anzahl der Proben zur Analyse im Labor oder im Feld muss größer sein als bei reinen Ackerflächen oder Wäldern, um genaue Daten zu liefern und die verschiedenen Komponenten des Systems und ihre Wechselwirkungen zu berücksichtigen.

4 Relevanz für die EU

LULUCF⁶: Im Rahmen der LULUCF-Verordnung und in Übereinstimmung mit den UNFCCC-Methoden berechnen die Mitgliedstaaten den Bodenkohlenstoffgehalt (und dessen Veränderungen) auf nationaler Ebene mit Hilfe von landesweiten Messprogrammen, deren Ergebnisse dann durch Modellierung auf die nationale Ebene hochskaliert werden.

In der Mitteilung der EU-Kommission über nachhaltige Kohlenstoffkreisläufe⁷ heißt es, dass bis 2028 jeder Landwirt und jede Landwirtin Zugang zu verifizierten Emissions- und Minderungsdaten haben sollte. Es ist noch unklar, woher diese Daten stammen oder von wem sie verifiziert werden sollen. Angesichts der in diesem Factsheet genannten Herausforderungen wird insbesondere die Beschaffung von Bodenkohlenstoffdaten schwierig und/oder kostspielig sein, und es fehlen die Daten zum Anfangsbestand zur Berechnung der Sequestrierungsrate.

Freiwillige Zertifizierungsmechanismen in Europa: Verschiedene Mechanismen, die freiwillige Kohlenstoffzertifikate in Europa anbieten, verwenden unterschiedliche Ansätze zur Bestimmung des Kohlenstoffgehalts im Boden, z. B. wendet Label Bas Carbone Modellierung an, IndigoAg und Verra Voluntary Carbon Standard ermöglichen Modellierungen oder Messungen, MoorFutures verwendet einen Modellierungsansatz (McDonald et al. 2021).

⁵ Siehe <https://stenon.io/>

⁶ Verordnung (EU) 2018/841: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?qid=1683736055405&uri=CELEX%3A32018R0841>

⁷ EU COM (2021) 800 <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A52021DC0800&qid=1683736352911>

5 Umgang mit Herausforderungen

Die Bestimmung des Kohlenstoffgehalts im Boden stellt aufgrund der in Abschnitt 2 genannten grundlegenden Schwierigkeiten eine Herausforderung dar. Zu den möglichen Maßnahmen zum Umgang mit den Unsicherheiten gehören (McDonald et al. 2021):

- ▶ **Quantifizierung/Schätzung der Unsicherheit:** Wenn die Größe der Unsicherheit bestimmt wird, kann diese kommuniziert oder eingegrenzt werden.
- ▶ **Abschläge:** Wenn die Bestimmung des Bodenkohlenstoffgehalts unsicher ist, können bei der Berechnung der Minderungen (und den daraus resultierenden Kompensationszertifikaten) Abschläge vorgenommen werden.
- ▶ **Verwendung von konservativen Annahmen:** Dadurch können Unsicherheiten soweit eingegrenzt werden, dass das Risiko einer Überschätzung der Minderung verringert wird.

6 Literatur

Fontaine, S.; Barot, S.; Barré, P.; Bdioui, N.; Mary, B.; Rumpel, C. (2007): Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. In: *Nature* 450 (7167), S. 277–280. DOI: 10.1038/nature06275.

Golicz, K.; Ghazaryan, G.; Niether, W.; Wartenberg, A. C.; Breuer, L.; Gattinger, A. et al. (2021): The Role of Small Woody Landscape Features and Agroforestry Systems for National Carbon Budgeting in Germany. In: *Land* 10 (10), S. 1028. DOI: 10.3390/land10101028.

Guo, L. B.; Gifford, R. M. (2002): Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. In: *Global change biology* 8 (4), S. 345–360. DOI: 10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x.

Izaurrealde, R.C.; Rice, C.W.; Wielopolski, L.; Ebinger, M.H.; Reeves, J.B.; Thomson, A.M. et al. (2013): Evaluation of three field-based methods for quantifying soil carbon. In: *PloS one* 8 (1), e55560. DOI: 10.1371/journal.pone.0055560.

McDonald, H.; Bey, N.; Duin, L.; Frelüh-Larsen, A.; Maya-Drysdale, L.; Stewart, R.; Pätz, C.; Hornsleth, M.; Heller, C.; and Zakkour, P. (2021): Certification of Carbon Removals: Part 2. A review of carbon removal certification mechanisms and methodologies. Prepared for European Commission DG CLIMA under contract no.40201/2020/836974/SER/CLIMA.C.2 Environment Agency Austria, Wien, Reports, Band 0796. ISBN: 978-3-99004-620-3. Verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0796.pdf>

Parton, W. J.; Del Grosso, S. J.; Plante, A. F.; Adair, E. C.; Luz, S. M. (2015): Modeling the dynamics of soil organic matter and nutrient cycling. In E. A. Paul (ed.), *Soil microbiology, ecology and biochemistry* (4th ed., pp. 505–537). London, UK: Academic Press.

Smith, P.; Soussana, J.F.; Angers, D.; Schipper, L.; Chenu, C.; Rasse, D.P. et al. (2019): How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. In: *Glob Chang Biol* 26 (1), S. 219–241. DOI: 10.1111/gcb.14815.

West, T.O. and Six, J. (2007): Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. In: *Climatic Change* 80 (1-2), S. 25–41. DOI: 10.1007/s10584-006-9173-8.

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt

Wörlitzer Platz 1


06844 Dessau-Roßlau


Tel: +49 340-2103-0

Fax: +49 340-2103-2285

buergerservice@uba.de

Internet: www.umweltbundesamt.de

 [/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

 [/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Autorenschaft, Institution

Dr. Wiebke Niether, Prof. Dr. Andreas Gattinger (Universität Gießen)

Hugh McDonald (Ecologic Institut)

Stand: Juni 2022